Synopsis des données biologiques sur la tanche (*Tinca tinca*)

B. Cudmore et N.E. Mandrak

Centre d'expertise pour analyse des risques aquatiques
Pêches et Océans Canada
867, route Lakeshore, C.P. 5050
Burlington (Ontario) L7R 4A6

2011

Rapport manuscrit canadien des sciences halieutiques et aquatiques 2948

Fisheries and Oceans Canada | Pêches et Océans Canada

Canada

Rapport manuscrit canadien des sciences halieutiques et aquatiques

Les rapports manuscrits contiennent des renseignements scientifiques et techniques qui constituent une contribution aux connaissances actuelles, mais qui traitent de problèmes nationaux ou régionaux. La distribution en est limitée aux organismes et aux personnes de régions particulières du Canada. Il n'y a aucune restriction quant au sujet; de fait, la série reflète la vaste gamme des intérêts et des politiques de Pêches et Océans Canada, c'est-à-dire les sciences halieutiques et aquatiques.

Les rapports manuscrits peuvent être cités comme des publications à part entière. Le titre exact figure au-dessus du résumé de chaque rapport. Les rapports manuscrits sont résumés dans la base de données *Résumés des sciences aquatiques et halieutiques.*

Les rapports manuscrits sont produits à l'échelon régional, mais numérotés à l'échelon national. Les demandes de rapports seront satisfaites par l'établissement auteur dont le nom figure sur la couverture et la page du titre.

Les numéros 1 à 900 de cette série ont été publiés à titre de Manuscrits (série biologique) de l'Office de biologie du Canada, et après le changement de la désignation de cet organisme par décret du Parlement, en 1937, ont été classés comme Manuscrits (série biologique) de l'Office des recherches sur les pêcheries du Canada. Les numéros 901 à 1425 ont été publiés à titre de Rapports manuscrits de l'Office des recherches sur les pêcheries du Canada. Les numéros 1426 à 1550 sont parus à titre de Rapports manuscrits du Service des pêches et de la mer, ministère des Pêches et de l'Environnement. Le nom actuel de la série a été établi lors de la parution du numéro 1551.

Canadian Manuscript Report of Fisheries and Aquatic Sciences

Manuscript reports contain scientific and technical information that contributes to existing knowledge but which deals with national or regional problems. Distribution is restricted to institutions or individuals located in particular regions of Canada. However, no restriction is placed on subject matter, and the series reflects the broad interests and policies of Fisheries and Oceans Canada, namely, fisheries and aquatic sciences.

Manuscript reports may be cited as full publications. The correct citation appears above the abstract of each report. Each report is abstracted in the data base *Aquatic Sciences and Fisheries Abstracts.*

Manuscript reports are produced regionally but are numbered nationally. Requests for individual reports will be filled by the issuing establishment listed on the front cover and title page.

Numbers 1-900 in this series were issued as Manuscript Reports (Biological Series) of the Biological Board of Canada, and subsequent to 1937 when the name of the Board was changed by Act of Parliament, as Manuscript Reports (Biological Series) of the Fisheries Research Board of Canada. Numbers 1426 - 1550 were issued as Department of Fisheries and Environment, Fisheries and Marine Service Manuscript Reports. The current series name was changed with report number 1551.

Rapport manuscrit canadien des sciences halieutiques et aquatiques
2948

2011

SYNOPSIS DES DONNÉES BIOLOGIQUES SUR LA TANCHE (*Tinca tinca*)

par

B. Cudmore et N.E. Mandrak

Centre d'expertise pour analyse des risques aquatiques
Pêches et Océans Canada
867, route Lakeshore, C.P. 5050
Burlington (Ontario) L7R 4A6, CANADA

© Sa Majesté la Reine du chef du Canada, 2011.
N° de cat. : Fs 97-4/2948F ISBN 0706-6589

La présente publication doit être citée comme suit :

Cudmore, B. et N.E. Mandrak. 2011. Synopsis des données biologiques sur la tanche (*Tinca tinca*). Rapp. manus. can. sci. halieut. aquat. 2948: v + 24 p.

RÉSUMÉ

Cudmore, B. et N.E. Mandrak. 2011. Synopsis des données biologiques sur la tanche (*Tinca tinca*). Rapp. manus. can. sci. halieut. aquat. 2948 : v + 24p.

La tanche (*Tinca tinca*) est une espèce de ménés grande qui a été introduite au Canada et qui s'est établie à plusieurs endroits en Colombie-Britannique et au Québec. La tanche a été identifiée par le Centre d'expertise pour l'évaluation des risques en milieu aquatique de Pêches et Océans Canada en tant qu'espèce pouvant nécessiter une évaluation du risque détaillée. Le présent synopsis des données biologiques, l'un des composants requis pour l'évaluation du risque, donne une description de l'espèce et des renseignements sur sa répartition, sa biologie, son histoire naturelle, son utilisation par l'homme, ses impacts et les pratiques de gestion pertinentes.

La tanche, une espèce indigène d'Europe, a été introduite en Afrique, en Asie, en Australie, en Nouvelle-Zélande et en Amérique du Nord et du Sud en grande partie pour l'aquaculture et la pêche sportive. Bien qu'elle soit établie dans nombreux pays, ses impacts demeurent inconnus ou sont considérés comme mineurs. Cependant, la tanche peut avoir un effet en cascade sur la chaîne alimentaire lorsqu'elle est présente à des densités élevées. La tanche, lorsqu'elle s'alimente de gastéropodes brouteurs, provoque une augmentation de la croissance du périphyton sur la surface des macrophytes. Cela réduit la pénétration de la lumière et l'apport d'éléments nutritifs aux macrophytes, provoquant ainsi leur déclin. Comme la tanche survit dans les environnements dégradés, on ne sait pas précisément si elle a des impacts sur la qualité de l'eau ou si elle occupe simplement une niche qui ne convient pas à d'autres espèces.

ABSTRACT

Cudmore, B. et N.E. Mandrak. 2011. Synopsis des données biologiques sur la tanche (*Tinca tinca*). Rapp. manus. can. sci. halieut. aquat. 2948: v + 24p.

The Tench (*Tinca tinca*) is a large minnow species that has been introduced to Canada and is established in several locations in British Columbia and Quebec. Tench has been identified by Fisheries and Oceans Canada's Centre of Expertise for Aquatic Risk Assessment as being a species that may require a detailed level risk assessment. This biological synopsis, a required component of the risk assessment, includes a description, distribution, biology, natural history, human use, impacts and management practices of the Tench.

The Tench, which is native to Europe, has been introduced into Africa, Asia, Australia, New Zealand and North and South America largely for aquaculture and sport fishing. Although it is established in many countries, its impact is either unknown or considered to be minor. However, when Tench occurs in high densities a cascade effect in the food chain may occur. Tench feeding on browsing gastropods causes an increase in periphyton growth on macrophyte surfaces. This increase reduces light penetration and nutrient supply to macrophytes, resulting in their decline. As Tench survives in degraded environments, it is unclear whether it impacts the water quality or simply inhabits a niche that other species cannot occupy.

1.0. INTRODUCTION

De nombreuses espèces non indigènes ont eu un impact négatif sur la biodiversité des eaux douces du Canada (Metcalfe-Smith et Cudmore-Vokey, 2003). L'évaluation du risque que posent certaines espèces aquatiques envahissantes est l'un des mandats du Centre d'expertise pour analyse des risques aquatiques (CEARA) de Pêches et Océans Canada. Le CEARA a identifié la tanche (*Tinca tinca*) comme étant une espèce potentiellement préoccupante.

La tanche a été largement introduite dans la plupart des continents à partir de son aire de répartition initiale en Europe (Kottelat, 1997). Entre 1886 et 1896, la U.S. Fish Commission a introduit plus de 138 000 tanches dans au moins 36 États (Nico et Fuller, 2010). Le but de cette introduction était de faire de la tanche un poisson utilisé à des fins alimentaires et sportives (Baird, 1879). À partir de l'État de Washington, la tanche s'est dispersée dans le bassin hydrographique du fleuve Columbia et a gagné la Colombie-Britannique, où la première observation de l'espèce a eu lieu dans le lac Christina, en 1915 (Dymond, 1936; McPhail et Carveth, 1993). La tanche s'est également établie au Québec. Elle y a été introduite illégalement dans le cadre d'activités aquicoles en 1986 (Vachon et Dumont, 2002), puis elle s'est échappée dans le Richelieu en 1992 et y a constitué une population reproductrice (Marcogliese *et al.*, 2009). Depuis 2002, la tanche a été pêchée à la ligne à plusieurs occasions dans le lac Champlain, au Québec, et peut y avoir établi une population (Marsden et Hauser, 2009).

Le présent rapport présente un synopsis des données biologiques sur l'espèce, y compris sa description, sa répartition, sa biologie, son histoire naturelle, son utilisation par l'homme, ses impacts connus et les pratiques de gestion pertinentes.

1.1. NOM ET CLASSIFICATION

De Froese et Pauly (2009)

Règne : Animal

Phylum : Chordés

Classe : Actinopterygii

Ordre : Cypriniformes

Famille : Cyprinidés

Genre et espèce : *Tinca tinca* (Linnaeus, 1758:321) emplacement type : Europe

Combinaison originale : *Cyprinus tinca* – principal synonyme

Nom français courant : tanche. Autre nom commun français : poisson docteur

Canada – nom anglais : Tench

1.2. DESCRIPTION

La tanche (figure 1) est une grande espèce de ménés dont la longueur totale maximale est de 70 cm (28 pouces). Son corps trapu et massif est compressé sur les flancs. Sa tête est triangulaire; son nez est relativement long; sa bouche est terminale, petite et possède des lèvres épaisses avec une paire de barbillons bien développés, un à chaque coin de la bouche. Ses yeux sont petits et rouge-orangé. Ses dents pharyngiennes sont au nombre de 0,5-4,0 ou de 0,5-5,0. D'ordinaire, les individus de l'espèce ont 13 branchies. Toutes les nageoires sont arrondies; la dorsale comporte 8 ou 9 rayons et aucune épine; les nageoires pectorales sont relativement courtes; les mâles adultes ont une nageoire pelvienne plus grande et un deuxième rayon plus épais; la nageoire anale comporte 7 ou 8 rayons et aucune épine; la nageoire caudale est d'ordinaire carrée, mais peut être légèrement en forme de fourche et peut comporter des lobes arrondis. Le pédoncule caudal est profond et court. Les écailles sont petites et imbriquées dans une peau épaisse; on en compte entre 95 et 105 sur la ligne latérale, laquelle est complète. Le nombre de vertèbres est de 38 ou de 39. Le poids maximal publié pour une tanche est de 7 500 g (Scott

et Crossman, 1973; Page et Burr, 1991; Coad, 1995; Freyhof et Kottelat, 2008; Froese et Pauly, 2009).

La couleur de la tanche va du vert olive au vert foncé ou à presque noir sur le dos, avec des reflets dorés sur les côtés. Le ventre est de couleur or foncé, et les nageoires sont foncées. La tanche d'élevage, aussi appelée tanche dorée ou Schlei, a une couleur qui va de l'or pâle au rouge, avec des taches noires ou rouges sur les côtés et les nageoires; elle est d'apparence similaire au cyprin doré (*Carassius auratus*), particulièrement du fait que les deux espèces présentent de petites écailles (Scott et Crossman, 1973; Coad, 1995; Freyhof et Kottelat, 2008; Froese et Pauly, 2009).

Les caractéristiques sexuelles secondaires de la tanche se développent chez les mâles qui ont atteint une longueur supérieure à 12 cm (Weatherley, 1959) et comportent une nageoire pelvienne plus grande ainsi qu'un deuxième rayon plus épais et une grande protubérance ressortant du flanc (Coad, 1999).

Même si Brylinska *et al.* (1999) indiquent que la tanche s'hybride rarement de façon naturelle avec d'autres cyprinidés, Rowe *et al.* (2008) rapportent que la tanche s'hybride à l'occasion avec la carpe commune, le cyprin doré et la carpe de roseau (*Ctenopharyngodon idella*). Dans certaines populations, on peut observer des tanches triploïdes d'occurrence naturelle, et il peut être difficile de les distinguer des tanches diploïdes mâles adultes du fait qu'elles possèdent des nageoires pelviennes élargies (Weatherley, 1959). Les tanches possèdent des chromosomes diploïdes 2n = 48 constitués de 6 paires métacentriques, de 8 paires subtélocentriques et de 10 paires acrocentriques. La longueur moyenne des chromosomes haploïdes est de 2,191 µm (Hamalosmanoglu et Kuru ,2004).

Les caractéristiques morphologiques des tanches juvéniles et de leurs hybrides avec la carpe commune (*Cyprinus carpio*) et la brème (*Abramis brama*) sont indiquées aux tableaux 1 et 2 (Mamcarz *et al.*, 2006).

On a obtenu des hybrides réciproques de la tanche et de la brème et de la tanche et de la carpe à l'aide de croisements artificiels. Les taux de survie chez les hybrides tanche-brème sont élevés (60 %), mais ils sont faibles (0,2 %) chez les hybrides tanche-carpe (Mamcarz *et al.*, 2006).

2.0. RÉPARTITION

2.1. AIRE DE RÉPARTITION INDIGÈNE ET ABONDANCE

On pense que la tanche est une espèce indigène dans la plupart des pays d'Europe, mais elle est absente sur le plan naturel de l'Irlande, de la Scandinavie, au nord de 61°30'N, de l'est du bassin de l'Adriatique et de l'ouest et du sud de la Grèce (Freyhof et Kottelat, 2008).

Au Royaume-Uni, l'abondance de la tanche varie selon l'environnement et oscille entre 126 et 530 individus/hectare, selon la présence de végétation aquatique (Wright et Giles, 1991). Le recrutement est variable, les fortes classes étant observées au cours des années où les étés sont chauds (Wright et Giles, 1991). Dans des communautés d'espèces mixtes du Royaume-Uni, la tanche représente 8 % de tous les poissons en nombre et 25 % de tous les poissons en biomasse (Lusk *et al.*, 1998).

2.2. RÉPARTITION NON INDIGÈNE ET ABONDANCE (À L'EXCEPTION DU CANADA)

La tanche est ensemencée depuis des siècles dans toute l'Europe, et son aire de répartition initiale demeure méconnue. Elle a été introduite en Afrique du Nord et du Sud, en Tasmanie, en Australie, en Nouvelle-Zélande, en Inde, en Amérique du Nord et au Chili (Freyhof et Kottelat, 2008). En Asie, on l'observe aussi loin vers l'est que dans les fleuves Ob et Ienisseï. On la trouve également dans le lac Baïkal, en Russie (Froese et Pauly, 2009).

Des tanches introduites dans cinq étangs à Waikato, en Nouvelle-Zélande, ont été observées à une densité maximale de 250 individus/hectare (Hicks *et al.*, 2007).

2.3. RÉPARTITION AU CANADA

La tanche est présente dans les provinces canadiennes de la Colombie-Britannique et du Québec. On ne l'a pas encore signalée en Ontario

(Lui *et al.*, 2008), bien qu'elle représente un envahisseur potentiel (Holm *et al.*, 2009).

Les populations présentement établies en Colombie-Britannique proviennent d'une série de petits lacs situés près de Spokane, dans l'État de Washington, où la tanche a été introduite vers 1895 (Carl *et al.*, 1977). La tanche a été signalée pour la première fois en Colombie-Britannique dans le lac Christina, en 1915 (Dymond, 1936), ainsi que dans un étang situé près d'un lac, à proximité du lac Osoyoos, en 1941 (Clifford et Guiguet, 1958). Toutes les tanches signalées en Colombie-Britannique sont entrées par le réseau du fleuve Columbia (Scott et Crossman, 1973), en provenance de l'État de Washington, où l'espèce est répandue (Chapman, 1942).

La tanche a été introduite en 1986 de façon illégale au Québec par des entreprises aquicoles (Vachon et Dumont, 2002). Les poissons se sont échappés dans la rivière Richelieu en 1992 et y ont établi une population reproductrice (Marcogliese *et al.*, 2009). Des tanches ont été capturées de façon périodique par des pêcheurs à la ligne dans le lac Champlain, au Québec, depuis 2002, et on suppose qu'elle a migré à cet endroit depuis la rivière Richelieu (Marsden et Hauser, 2009).

3.0 BIOLOGIE ET HISTOIRE NATURELLE

3.1. ÂGE ET CROISSANCE

La tanche atteint sa maturité sexuelle à l'âge de 2 à 6 ans et lorsqu'elle mesure de 70 à 250 mm de longueur standard. Souvent, les femelles arrivent à maturité une année après les mâles (Freyhof et Kottelat, 2008). La longueur maximale atteinte est de 70 cm (longueur totale), et le poids maximal observé au Royaume-Uni est de 7340 g. L'âge maximal observé est de 20 ans (Froese et Pauly, 2009). Le tableau 3 présente la longueur moyenne pour chaques groupes d'âge de tanches provenant de deux plans d'eau de la Tasmanie. La longueur des jeunes de l'année oscille entre 2 et 8 cm, selon la température de l'été. À 10 ans, la tanche peut peser près de 1 500 g. On observe des variations locales manifestes dans le taux de croissance de la tanche, selon la taille du plan d'eau.

Dans les petits plans d'eau, la tanche est sous-développée en raison de la forte densité d'organismes, avec un poids maximal de 2000 à 3000 g, et vivant jusqu'à 15-20 ans (Institut de recherche sur le gibier et les pêches de la Finlande, 2008, Shelton *et al.*, 2006). On a constaté que les femelles arrivaient à maturité plus rapidement, qu'elles affichaient une plus grande fécondité et qu'elles frayaient plus fréquemment dans un étang chaud, comparativement à un étang froid (Horoszewicz, 1983).

On peut déterminer l'âge des tanches à partir des anneaux présents sur ses écailles, de l'opercule de ses rayons de nageoire ou de ses otolithes (Rowe *et al.*, 2008). Toutes les structures donnent des résultats similaires jusqu'à l'âge de 9 ans; cependant, on a connu des difficultés à estimer l'âge à partir des écailles pour des individus âgés de plus de neuf ans (Wright et Giles, 1991).

3.2. TOLÉRENCES PHYSIOLOGIQUES

Les tanches sont considérées comme des poissons d'eau chaude, leur température optimale variant de 20 à 27 °C (Perez Regadera *et al.*, 1994). Coad (1999) fait état d'une plage de température optimale de 15 à 23,5 °C. Dans des aquariums offrant un gradient de température, la tanche a préféré les eaux de 20 et 24 °C et s'est rarement aventurée dans les eaux d'une température supérieure à 25 °C (Alabaster et Downing, 1966). On a observé que la tanche pouvait tolérer des eaux allant jusqu'à 37 °C pendant de brèves périodes (Coad, 1999). Les tanches juvéniles préfèrent les eaux plus chaudes que les adultes. Hamackova *et al.* (1995) ont déterminé que des températures inférieures à 22 °C entraînèrent un accroissement du taux de mortalité chez les alevins de 2 à 4 jours, mais pas chez ceux de 7 à 10 jours. L'ampleur de la mortalité était directement reliée à l'importance de la chute de température.

Les tanches affichent une très grande tolérance aux faibles concentrations d'oxygène (Coad, 1999) et peuvent survivre dans des eaux où les concentrations d'oxygène sont aussi faibles que 0,7 mg/L, eaux dans lesquelles la carpe commune ne peut survivre (BISON, 2003). Cependant, en Finlande, on a observé des mortalités chez les tanches en raison de très faibles concentrations

d'oxygène en hiver (Institut de recherche sur le gibier et les pêches de la Finlande, 2008).

Aux stades adultes et larvaires, les tanches tolèrent un pH allant de 6,5 à 8,0 (BISON, 2003). La mortalité s'accroît lorsque le pH est inférieur à 5 et supérieur à 10,8 (BISON, 2003). Hamackova *et al.* (1998) ont constaté que la survie des larves étaient la plus élevée lorsque le pH se situait entre 7 et 9; cependant, certains spécimens ont survécu à un pH de 5 et à un pH de 10. Les pH inférieurs à 5 et supérieurs à 11 se sont révélés mortels pour toutes les larves.

Les tanches peuvent très bien vivre dans des eaux saumâtres, comme dans les estuaires de la mer Baltique, où la salinité peut varier de 4 à 10 ppt (Weatherley, 1959). Une salinité de 15,4 ppt est mortelle au bout de 24 heures, cependant, des tanches ont été capables de supporter des salinités de 13,8 ppt, mais ont vu leurs fonctions motrices grandement réduites (Weatherley, 1959). Coad (1999) indique quant à lui une tolérance à une salinité de 12 ppt.

Les tanches préfèrent les eaux s'écoulant à faible vitesse et évitent les tronçons à fort gradient des cours d'eau où la vitesse maximale de l'eau dépasse 0,27 m/s (BISON, 2003).

Parmi les autres facteurs connus qui limitent la taille des populations de tanches, mentionnons des fluctuations des niveaux de l'eau, une exposition accrue à l'action des vagues, la destruction de l'habitat d'alevinage et la prédation (San Juan, 1995). La perte de macrophytes peut également être un facteur limitatif pour les populations de tanches dans les lacs (Wolter *et al.*, 2000).

3.3. REPRODUCTION

Les tanches arrivent à maturité à l'âge de 3 à 5 ans (Neophitou, 1993). En Europe centrale, le frai a lieu au début de juin dans des baies peu profondes de lacs ou dans des étangs où la végétation est dense. Une femelle est d'ordinaire accompagnée de deux mâles ou plus (Breder et Rosen, 1966). Un nombre important d'œufs vert-jaunâtre collants sont dispersés sur la surface de végétaux

submergés, et les mâles les fertilisent par la suite (Breder et Rosen, 1966). Les œufs mesurent 1 mm de diamètre (Scott et Crossman, 1973). En Finlande, le frai commence lorsque la température de l'eau est d'au moins 20 °C et devient plus intense lorsqu'elle atteint de 22 à 24 °C. Le frai cesse si la température chute sous les 20 °C (Institut de recherche sur le gibier et les pêches de la Finlande, 2008). La demande pour des températures de frai relativement élevées limite le succès de la reproduction chez la tanche en Finlande (Institut de recherche sur le gibier et les pêches de la Finlande, 2008). Le nombre moyen d'œufs par kilogramme de poids vif est de 300 000 à 400 000 (Scott et Crossman, 1973).

L'incubation des œufs dure 76 heures, à une température moyenne de l'eau de 19,6 °C (Penaz *et al.*, 1981), le taux d'incubation le plus élevé (89,4 %) étant survenu à 22,9 °C, et l'éclosion au bout de 48 heures (Kouril *et al.*, 1988). Au moment de l'éclosion, les larves mesurent environ 3,8 mm de longueur (Penaz *et al.*, 1981). Les larves ont des organes de fixation qui leur permettent d'adhérer sous la surface des végétaux (Coad, 1999). L'alimentation commence au bout de onze jours, lorsque les larves mesurent 5,6 mm, et celles-ci commencent à nager librement lorsqu'elles dépassent cette taille (Penaz *et al.*, 1981). Scott et Crossman (1973) indiquent que l'alimentation commence dans les quatre à sept jours suivant l'éclosion.

Les tanches présentent de fortes caractéristiques sexuelles secondaires. Les nageoires pelviennes des mâles sont plus grandes, et une protubérance musculaire est visible sur chaque flanc pendant la saison de frai (Breder et Rosen, 1966; Scott et Crossman, 1973).

3.4. ALIMENTATION ET RÉGIME ALIMENTAIRE

Le régime alimentaire des tanches est principalement constitué de larves d'insectes aquatiques et de mollusques (Scott et Crossman, 1973). La tanche est une espèce benthophage qui s'alimente de la nourriture la plus facilement disponible, y compris du zooplancton (cladocères, copépodes et ostracodes), des crustacés benthiques (amphipodes et décapodes),des insectes benthiques (chironomidés, éphéméroptères, odonates, hémiptères, hirudinés et corixidés)

ainsi que des bivalves (gastropodes et petits bivalves) (Michel et Oberdorff, 1995; Rowe *et al.*, 2008). Le tableau 4 présente une analyse du contenu stomacal de tanches du lac Tiberias, en Tasmanie (Weaterley, 1959). L'alimentation a lieu le plus souvent à l'aube et à l'aurore. Les jeunes tanches s'alimentent principalement d'algues. En Finlande, les larves et les jeunes de l'année s'alimentent surtout de zooplancton (Institut de recherche sur le gibier et les pêches de la Finlande, 2008). Lorsqu'elles ont 1 an, les tanches s'alimentent au départ de cladocères et de copépodes, puis commencent à s'alimenter de larves de chironomidés.

Comme les tanches s'alimentent de nuit, les indices visuels sont moins importants que les indices olfactifs et gustatifs pour qu'elles puissent trouver leurs proies (Rowe *et al.*, 2008). Dans un petit lac eutrophe du Royaume-Uni, les tanches passèrent beaucoup de temps à rechercher leurs proies en franchissant des distances relativement longues (Perrow *et al.*, 2005). Pendant le jour, les tanches furent presque complètement inactives et affichèrent un fort attrait pour les plantes vasculaires émergentes littorales du type *Typha angustifolia* (Perrow *et al.*, 2005). L'alimentation cessa à l'automne lorsque la température de l'eau chuta en deçà de 8 °C (Institut de recherche sur le gibier et les pêches de la Finlande, 2008).

Dans des étangs artificiels, les larves qui consommèrent au moins 50 larves de nauplii par jour affichèrent les taux de survie les plus élevés (Celada *et al.*, 2007). Dans les aquariums, les tanches actionnèrent des distributeurs d'aliments automatiques et affichèrent un comportement strictement nocturne, tant à l'intérieur qu'à l'extérieur (Herrero *et al.*, 2005).

3.5. HABITAT

On trouve d'ordinaire la tanche dans des eaux peu profondes et densément peuplées de végétaux où la vitesse de l'eau est lente et où on trouve un substrat mou de boue, de limon ou de sable (Rowe *et al.*, 2008). On l'observe rarement dans les eaux claires au substrat rocheux, et elle est absente des cours d'eau à débit rapide. Dans des aquariums, Rendon *et al.* (2003) ont constaté que

la tanche affichait une préférence manifeste pour les substrats boueux par rapport aux autres, y compris le sable, la végétation artificielle et le béton. Ce type d'habitat se trouve dans les tronçons inférieurs des cours d'eau, les méandres morts et les deltas des cours d'eau, les zones estuariennes, les milieux humides, les bords peu profonds des lacs, les canaux de drainage et les canaux de navigation. Dans un petit lac du Royaume-Uni, les tanches étaient presque complètement inactives pendant le jour, se reposant en groupe parmi les peuplements du végétal vasculaire émergent littoral *Typha angustifolia* (Perrow *et al.*, 2005). La profondeur de prédilection constatée est de 1 m (Froese et Pauly, 2009); cependant, des tanches de plus grande taille ont été capturées à des profondeurs allant de 7 à 15 m dans plusieurs lacs de la Nouvelle-Zélande (Rowe *et al.*, 2008).

Dans une étude portant sur 480 lacs de la Pologne, on a constaté que les tanches étaient présentes en plus grand nombre en fonction d'une hausse de la proportion de zones littorales des lacs (Mamcarz et Skrzypczak, 2006). En Finlande, la tanche est présente dans des zones riveraines restreintes pendant l'été et vit de façon passive dans des eaux plus profondes pendant l'hiver (Institut de recherche sur le gibier et les pêches de la Finlande, 2008). En Iran, la tanche était en grande partie inactive au cours de l'hiver et s'enfouissait dans des habitats boueux peu profonds (Coad, 1999).

On a observé des tanches juvéniles dans des eaux peu profondes aux fonds limoneux, y compris des emplacements hors chenal, dans de nombreux cours d'eau d'Angleterre où des peuplements denses de myriophylles et de potamots étaient présents (Copp, 1977).

3.6. INTERACTIONS ENTRE LES ESPÈCES

La tanche est la proie de certains poissons piscivores. Dans les eaux européennes, le principal prédateur de la tanche est le grand brochet (*Esox lucius*) et, également, l'achigan à grande bouche (*Micropterus salmoides*) (BISON, 2003). Dans un éventail de lacs suédois, on a constaté que ceux où des poissons piscivores étaient présents étaient caractérisés par une faible taille de

population de tanches et une prévalence de grands poissons. Dans les lacs où aucune espèce piscivore n'était présente, les populations de tanches étaient importantes, et les populations de ces lacs étaient composées principalement de petits poissons (Bronmark *et al.*, 1995).

Selon Brylinska *et al.* (1999), la tanche s'hybride rarement de façon naturelle avec d'autres cyprinidés. Cependant, Rowe *et al.* (2008) rapportent que la tanche peut à l'occasion s'hybrider avec la carpe commune, le cyprin doré et la carpe de roseau.

Selon une légende, certaines espèces de poissons frottent leurs nageoires et leur corps contre les tanches, car on pense que le mucus produit par cette dernière a un effet de guérison (Rowe *et al.*, 2008). Pour cette raison, on nomme également la tanche le « poisson docteur ».

3.7. MOUVEMENTS ET MIGRATION

En été, la tanche demeure dans des zones riveraines assez restreintes, se déplaçant parfois vers des eaux peu profondes et les bords de lacs à la brunante pour s'alimenter. Dans un petit lac eutrophe du Royaume-Uni, les tanches ont passé un temps considérable à rechercher des proies et à franchir des distances relativement grandes. Pendant le jour, les tanches étaient presque complètement inactives, demeurant regroupées à des endroit où était présent un peuplement de *Typha angustifolia* (Perrow *et al.*, 2005). Pendant l'hiver, la tanche vit de façon passive dans des eaux plus profondes où elle exécute peu de mouvement, voire aucun (Institut de recherche sur le gibier et les pêches de la Finlande, 2008). En Iran, les tanches étaient en grande partie inactives pendant l'hiver, s'enfouissant dans un fond boueux en eaux peu profondes (Coad, 1999).

L'intensité de la lumière a une incidence sur le mouvement des tanches juvéniles (Gallardo *et al.*, 2006). Les juvéniles préfèrent les niveaux d'éclairement inférieurs à 10 lux et se déplacèrent vers les zones où l'intensité de la lumière était la plus faible. Lorsque de la végétation a été ajoutée, les tanches juvéniles sont demeurées cachées dans la végétation, même aux intensités de lumière

non optimales, jusqu'à ce que l'intensité atteigne 150 lux; ensuite, les tanches juvéniles ont quitté la végétation vers d'autres endroits où l'intensité de la lumière était faible.

3.8. MALADIES ET PARASITES

Au Québec, neuf tanches sur dix échantillonnées en 2000 étaient infestées de parasites, y compris *Raphidascaris acus* (80 %), *Ergasilus megaceros* (60 %), des larves de *Valipora campylancristrota* (20 %) et des larves de proteocéphalidés (20 %). Ces tanches envahissantes avaient moins d'espèces de parasites que celles présentes dans l'aire de répartition indigène de l'espèce, ce qui est conforme à l'hypothèse de la fuite loin de l'ennemi (Marcogliese *et al.*, 2009). La tanche est l'hôte d'un nouveau parasite au Canada, le copépode *E. megaceros. Valipora campylancristrota*, un métacestode potentiellement pathogène, qui peut avoir été introduit avec la tanche (Marcogliese *et al.*, 2009). L'introduction concomitante de la tanche et de *V. campylancristota* peut constituer une menace pour le chevalier cuivré (*Moxostoma hubbsi*), une espèce en péril présente presque exclusivement dans le Richelieu (Dumont *et al.*, 2002; Marcogliese *et al.*, 2009).

Les endoparasites observés chez la tanche en Turquie comprennent *Ligula intestinalis, Caryophyllaeus laticeps, Bothriocephalus acheilognathi* et *Proteocephalus torulosus* des Cestodes; *Asymphylodora tincae* des digéniens; *Acanthocephalus anguillae* des Acanthocéphales (Ozan *et al.*, 2006). *Khawia baltica*, une espèce de ténia, est un parasite propre à la tanche. Sa répartition est actuellement limitée à l'Europe centrale (Scholz, 1993).

Un examen des cas de mortalité associés à des maladies et à des contaminants chez la tanche a été publié par Fijan (1999) ainsi que Svobodova et Kolarova (2004). Les maladies suivantes sont mentionnées : virémie printanière de la carpe; la maladie de réovirus de l'amour blanc; la septicémie hémorragique transmise par *Purpura cyprinorum*; la furonculose transmise par *Aeromonas hydrophila* ou par *A.sobria*. Les maladies parasitaires sont plus courantes chez la tanche, la plupart étant causées par *Sporozoon tincae*. Une

liste des espèces de parasites de la tanche provenant de l'ancienne URSS peut être consultée dans Bychowski (1962). Parmi les maladies fongiques les plus graves que la tanche peut contracter, mentionnons la saprolegniose et la branchiomycose (Svobodova et Kolarova, 2004).

4.0. UTILISATION PAR L'HOMME

4.1. UTILISATION POUR L'ALIMENTATION HUMAINE

En Europe, la tanche a une valeur considérable en raison de sa chair grandement prisée, laquelle est considérée comme ferme, blanche et goûteuse lorsqu'elle est fumée ou frite (Scott et Crossman, 1973; Institut de recherche sur le gibier et les pêches de la Finlande, 2008).

4.2. UTILISATION À DES FINS RÉCRÉATIVES, COMMERCIALES ET AQUICOLES

Comme la tanche compte des pêcheurs à la ligne enthousiastes en Europe (Scott et Crossman, 1973), elle a tout d'abord été importée aux États-Unis depuis l'Allemagne par la U.S. Fish Commission, en 1877, afin de servir à des fins alimentaires et de pêche sportive (Nico et Fuller, 2010). La Fish Commission a ensemencé plus de 138 000 tanches de 1886 à 1896 dans au moins 36 États différents; cependant, elle est actuellement présente en nombres négligeables dans la plupart des États.

La tanche est un composant important, quoique petit, des prises des pêches commerciales dans les grands lacs européens (Grosch *et al.*, 2000). L'élevage de la tanche est en hausse dans le sud de l'Europe et pourrait remplacer la pêche commerciale (Rowe *et al.*, 2008). La tanche dorée est utilisée en tant que poisson ornemental dans des étangs, d'ordinaire en association avec la carpe (Scott et Crossman, 1973).

5.0. IMPACTS ASSOCIÉS AUX INTRODUCTIONS

Même si l'on considère que l'impact de la tanche est en grande partie inconnu aux États-Unis (Nico et Fuller, 2010), on a signalé qu'elle constituait une

nuisance en raison de sa grande abondance dans certaines parties du Maryland et de l'Idaho dans les années 1940 (Baughman, 1947). Son régime alimentaire, qui consiste principalement en larves d'insectes aquatiques et en mollusques (Scott et Crossman, 1973), peut faire en sorte qu'elle entre en concurrence avec des espèces de poissons sportives et les cyprinidés indigènes pour la nourriture (Moyle, 1976).

5.1. IMPACTS SUR LES MACROPHYTES AQUATIQUES

La tanche peut affecter les chaînes alimentaires et modifier les écosystèmes lacustres lorsqu'elle est présente à de fortes densités. Souvent, la tanche s'alimente de gastropodes brouteurs, ce qui provoque une augmentation de la croissance du périphyton sur la surface des macrophytes (Bronmark, 1994). L'augmentation de la croissance du couvert de périphyton réduit la pénétration de la lumière et l'apport d'éléments nutritifs aux macrophytes, provoquant ainsi leur déclin (Rowe *et al.*, 2008). La croissance du périphyton peut également être stimulée par une augmentation des cycles de l'azote inorganique causée par les excréments des tanches, lorsque la densité de l'espèce est grande (Williams *et al.*, 2002). Une biomasse de tanches supérieure à 200 kg/hectare est vraisemblablement nécessaire avant que l'espèce ait un effet négatif sur les macrophytes (Williams *et al.*, 2002).

La tanche a été introduite dans des enceintes expérimentales avec deux densités de nymphéa blanc (*Nymphaea alba*) à Little Mere, au Royaume-Uni. Les tanches ont réduit le nombre de gastropodes (mais non celui des autres macroinvertébrés), ce qui a provoqué une augmentation de la biomasse du périphyton croissant sur des substrats artificiels dans les enceintes (Beklioglu et Moss, 1998).

5.2. IMPACTS SUR LA QUALITÉ DE L'EAU

Comme la tanche peut survivre dans des environnements dégradés, on ne sait pas précisément si elle a des répercussions sur la qualité de l'eau ou si elle occupe simplement une niche qui ne convient pas à d'autres espèces (Base

de données mondiale sur les espèces envahissantes, 2005). Dans leur examen de la tanche introduite en Afrique, de Moor et Bruton (1988) ont souligné que l'espèce remue les sédiments du fond, ce qui peut avoir une incidence sur la qualité de l'eau, même si cette perturbation n'est pas aussi importante que celle provoquée par la carpe commune. On dispose de preuves solides en Europe et en Nouvelle-Zélande selon lesquelles la tanche, à des densités élevées, réduit la clarté de l'eau dans les lacs peu profonds (Rowe *et al.*, 2008). Lorsqu'elle est introduite dans des lacs avec une autre espèce envahissante de cyprinidés, comme le cyprin doré et la carpe, on assiste à un effet combiné de sédiments perturbés, d'une augmentation du cycle des éléments nutritifs et des effets descendants amplifiés sur le zooplancton. Cela accélère l'eutrophisation, dégrade la qualité de l'eau et réduit l'habitat disponible pour les poissons indigènes (Rowe *et al.*, 2008).

5.3. IMPACTS SUR LA FAUNE

L'incidence de la tanche sur la faune est associée au vaste éventail d'organismes qu'elle consomme. Bien que l'on ne dispose d'aucune preuve que la tanche ait un effet direct sur d'autres espèces de poissons, elle a un effet sur la communauté aquatique si elle est présente à de fortes densités (Rowe *et al.*, 2008). Les espèces de poissons non indigènes, y compris la tanche, qui ont été introduites au Chili à des fins d'aquaculture ont occasionné des problèmes pour les espèces de poissons indigènes (Perez *et al.*, 2003). La tanche peut également effectuer une prédation sélective des gastropodes, ce qui augmente la croissance du périphyton sur les macrophytes, ce qui se traduit par un déclin de la croissance des macrophytes (Bronmark, 1994). Cet effet en cascade peut avoir des répercussions négatives sur la communauté aquatique (Base de données mondiale sur les espèces envahissantes, 2005). Les macroinvertébrés benthiques autres que des mollusques n'ont pas été grandement affectés par la présence de la tanche dans un étang eutrophe de Suède (Bronmark, 1994).

L'introduction concomitante de la tanche et du parasite *Valipora campylancristota* peut constituer une menace pour le chevalier cuivré,

une espèce en péril de la famille des meuniers qui est présente presque exclusivement dans le Richelieu, au Québec (Marcogliese *et al.*, 2009).

Les impacts de la tanche sont souvent regroupés avec ceux d'autres cyprinidés comme le cyprin doré et la carpe commune et, de ce fait, sont difficiles à discerner. En Californie, on pense que la tanche peut exercer une concurrence directe avec les truites et d'autres espèces indigènes pour accaparer la nourriture disponible (Moyle, 1976).

RÉFÉRENCES

Alabaster, J. et Downing, A. 1966. A field and laboratory investigation of the effect of heated effluents on fish. Fishery Invest., Lond. (Ser.1) 6(4): 1-42.

Baird, S.F. 1879. Report of the Commissioner of Fish and Fisheries for 1875-1876. Part IV. U.S. Commission of Fish and Fisheries, Washington, D.C.

Baughman, J.L. 1947. The Tench in America. J. Wildl. Manage. 11(3): 197-204.

Beklioglu, M. et Moss, B. 1998. The effects of Tench (*Tinca tinca* L.) and sticklebacks (*Gasterosteus aculeatus* L.) on planktonic and benthic communities in mesocosms in a shallow lake. Aquat. Ecol. 32: 229–240.

BISON (Biota Information System of New Mexico) 2003. [Base de données en ligne] http://www.bison-m.org/booklet.aspx?id=010550 (consulté le 3 mars 2010).

Breder, C., et Rosen, D. 1966. Modes of Reproduction in Fishes. American Museum of Natural History, Natural History Press, Garden City, New York. 941 p.

Bronmark, C. 1994. Effects of Tench and perch on interactions in a freshwater, benthic food chain. Ecology 75(6): 1818-1828.

Bronmark, C., Paszkowski, C., Tonn, W. et Hargeby, A. 1995. Predation as a determinant of size structure in populations of crucian carp (*Carassius carassius*) and Tench (*Tinca tinca*). Ecol. Freshw. Fish 4: 85-92.

Brylinska, M., Brylinski, E. et Bninska, M. 1999. *Tinca tinca* Linnaeus, 1758. *In* The Freshwater Fishes of Europe. Vol. 5/1 (Cyprinidae 2). Publié sous la direction de P. Banarescu. Aula-Verlag GmbH, Wiebelsheim. p. 229–302.

Bychowski, B.E.1962. Key for identification of freshwater fish parasites. Akademie ved SSSR, Moskva, Leningrad. 776 p. [traduit du russe vers l'anglais à l'aide de l'outil de traduction Google]

Carl, G., Clemens, W.A. et Lindsey, C.C. 1977. The Fresh-water Fishes of British Columbia. British Columbia Provincial Museum Handbook N° 5. 192 p.

Celada, J., Carral, J., Rodríguez, R., Sáez-Royuela, M., Aguilera, A., Melendre, P. et Martín, J. 2007. Tench (*Tinca tinca* L.) larvae rearing under controlled conditions: density and basic supply of *Artemia* nauplii as the sole food. Aquacult. Int. 15(6): 489-495.

Chapman, W.M. 1942. Alien fishes in the waters of the Pacific northwest. Calif. Fish Game 28: 9-15.

Clifford, C. et Guiguet, C.J. 1958. Alien Animals in British Columbia. British Columbia Provincial Museum, Department of Education, Handbook No. 14. Victoria, BC. In: Klinkenberg, Brian. 2010. E-Fauna BC: Electronic Atlas of the Fauna of British Columbia www.efauna.bc.ca Lab for Advanced Spatial Analysis, Département de géographie, Université de la Colombie-Britannique, Vancouver. [consulté en mars 2010].

Coad, B. 1995. avec H. Waszczuk et I. Labignan. Encyclopedia of Canadian Fishes. Musée canadien de la nature, Ottawa et Canadian Sportfishing Productions, Waterdown, Ontario. viii + 928 p.

Coad, B. 1999. Freshwater fishes. *In* Yarshater E. Encyclopædia Iranica (Daneshnameh-ye Iranika). Volume IX, Fascicule 6. Festivals VIII - Fish. Bibliotheca Persica Press, New York. p. 655-669.

Copp, G.H. 1977. Microhabitat use of fish larvae and 0+ juveniles in a highly regulated section of the River Great Ouse. Regul. Rivers: Res. Manage. 13: 267-276.

de Moor, I.J. et Bruton, M.N. 1988. Atlas of alien and translocated indigenous aquatic animals in southern Africa. South African National Scientific Programme Report No. 144. Council for Scientific and Industrial Research, Pretoria, Afrique du Sud. 310 p.

Dumont, P., Vachon, N., Leclerc, J. et Guibert, A. 2002. Intentional Introduction of Tench into Southern Quebec. *In* Alien Invaders in Canada's Waters, Wetlands, and Forests. Publié sous la direction de R. Claudi, P. Nantel et E. Muckle-Jeffs. Ressources naturelles Canada. Ottawa. p. 169–177.

Dymond, J.R. 1936. Some fresh-water fishes of British Columbia. Report on the Commercial Fisheries of British Columbia. Contribution of the Royal Ontario Museum of Zoology 9: L60-L73.

Fijan, N. 1999. Spring viraemia of carp and other viral diseases and agents of warm-water fish. *In* Fish Diseases and Disorders, Vol. 3: Viral, Bacterial and Fungal Infections. Publié sous la direction de P.T.K. Woo et D.W. Bruno. CAB International. p. 177-244.

Institut de recherche sur le gibier et les pêches de la Finlande, 2008. Commercially exploited fish species in Finland. [atlas en ligne] http://www.rktl.fi/english/fish/fish_atlas/ (consulté en mars 2010).

Freyhof, J., et Kottelat, M. 2008. *Tinca tinca. In* IUCN 2009. Liste rouge des espèces menacées de l'IUCN. Version 2009.2. [base de données en ligne] http://www.iucnredlist.org/apps/redlist/details/21912/0 (consulté le 4 février 2010).

Froese, R. et Pauly, D. Éditeurs. 2009. FishBase. version (11/2009) [base de données en ligne] http://www.fishbase.org/search.php (consulté en février 2010).

Gallardo, J., García, J., Ceballos-Zúñiga, E. et Pérez, J. 2006. Selective behaviour of a Tench, *Tinca tinca* (L.), stock in different light–substrate combined conditions. Aquaculture International 14(1-2): 163-170.

Base de données mondiale sur les espèces envahissantes. 2005. *Tinca tinca.* [base de données en ligne]

http://www.issg.org/database/species/ecology.asp?si=618&fr=1&sts=sss&lang=EN (consulté en mars 2010).
Grosch, U., Rennert, B. et Hilge, V. 2000. Development and use of surface waters, and the fate of the related fisheries in the Berlin area of Germany. Fish. Manage. Ecol. 1: 179-188.
Hamackova, J., Kouril, J., Kamler, E., Szlaminska, M., Vachta, R., Stibranyiova, I. et Asenjo, C. 1995. Influence of short-term temperature decreases on survival, growth and metabolism of Tench (*Tinca tinca* (L.)) larvae. Pol. Arch. Hydrobiol. 42: 109-120.
Hamackova, J., Kouril, J. et Kozak, P. 1998. The effects of pH upon the survival and growth rates in Tench (*Tinca tinca* (L.)) larvae. Pol. Arch. Hydrobiol. 45: 399-405.
Hamalosmanoglu, M. et Kuru, M. 2004. Karyotype analyses of the Tench (*Tinca tinca* L., 1758) living in Lake Mogan (Ankara). Turk. J. Vet. Anim. Sci. 28: 143-147.
Herrero, M., Pascual, M., Madrid, J. et Sánchez-Vázquez, F. 2005. Demand-feeding rhythms and feeding-entrainment of locomotor activity rhythms in Tench (*Tinca tinca*). Physiol. Behav. 84(4): 595-605.
Hicks, B., Brijs, J., Bell, D. et Powrie, W. 2007. Boat electrofishing survey of Waitakere City pond. New Zealand CBER Contract Report 64. 14 p.
Holm, E., Mandrak, N. et Burridge, M. 2009. The ROM field guide to freshwater fishes of Ontario. Musée royal de l'Ontario. Toronto. 462 p.
Horoszewicz, L. 1983. Reproductive rhythm in Tench, *Tinca tinca* (L.), in fluctuating temperatures. Aquaculture 32: 79-92.
Kottelat, M. 1997. European freshwater fishes. Biologia 52 Suppl. 5: 1-271.
Kouril, J., Penaz, M., Prokes, M. et Hamackova, J. 1988. The Effects of Water Temperature on Egg Incubation and Length of Incubation Time in Tench. Bulletin of the Vyzk. Ustav Ryb. Hydrobiology, Vodnany 24: 3-9.
Linnaeus, C. 1758. Tomus I. Systema naturae per regna tria naturae, secundum classes, ordines, genera, species, cum characteribus, differentiis, synonymis, locis. Editio decima, reformata. Holmiae. (Laurentii Salvii) (1-4): 1-824.
Lui, K., Butler, M., Allen, M., da Silva, J. et Brownson, B. 2008. A field guide to aquatic invasive species. Identification, collection and reporting of aquatic invasive species in Ontario waters. Imprimeur de la Reine pour l'Ontario. 188 p.
Lusk, S., Luskova, V. et Halacka, K. 1998. The status of Tench (*Tinca tinca* (L.)) in aquatic habitats of the floodplain along the lower reaches of the River Dyje (Czech Republic). Pol. Arch. Hydrobiol. 45: 407-414.
Mamcarz, A, et Skrzypczak, A. 2006. Changes in commercially exploited populations of Tench, *Tinca tinca* (L.), in littoral zones of lakes of northeastern Poland. Aquacult. Int. 14(1-2): 171-177.
Mamcarz, A., Kucharczyk, D., et Kujawa, R. 2006. Reciprocal hybrids of Tench *Tinca tinca* (L.) - Bream *Abramis brama* (L.), and Tench · Carp *Cyprinus carpio* L., and some characteristics of their early development. Aquacult. Int. 14: 27–33.

Marcogliese, D., Gendron, A. et Dumont, P. 2009. Parasites of illegally introduced Tench (*Tinca tinca*) in the Richelieu River, Quebec, Canada. Comp. Parasitol. 76(2): 222-228.

Marsden, J. et Hauser, M. 2009. Exotic species in Lake Champlain. J. Great Lakes Res. 35: 250–265.

McPhail, J. et Carveth, R. 1993. Field key to the freshwater fishes of British Columbia. Fish Museum, Département de zoologie, Université de la Colombie-Britannique, Canada, 239 p.

Metcalfe-Smith, J.L., et Cudmore-Vokey, B., 2003. Status of the conservation and protection of freshwater biodiversity in Canada, with emphasis on the Great Lakes. Rapport de l'Institut national de recherche sur les eaux n° 03-005. Environnent Canada.

Michel, P. et Oberdorff, T. 1995. Feeding habits of fourteen European freshwater fish species. Cybium 19(1): 5-46.

Moyle, P.B. 1976. Inland Fishes of California. University of California Press, Berkeley.

Neophitou, C.1993. Some biological data on Tench (*Tinca tinca* (L.)) in Lake Pamvotida (Greece). Acta Hydrobiol. 35(4): 367-379.

Nico, L. et Fuller, P. 2010. *Tinca tinca*. USGS Nonindigenous Aquatic Species Database, Gainesville, Florida. RevisionDate: 2/17/2010. [base de données en ligne] http://nas.er.usgs.gov/queries/FactSheet.aspx?speciesID=652 (consulté en février 2010).

Ozan, S., Kir., I., Ayvaz, Y. et Barlas, M. 2006. An investigation of parasites of Tench (*Tinca tinca* L., 1758) in Beyşehir Lake. Turkiye Parazitol Derg. 30(4): 333-338. (en turc, résumé en anglais).

Page, L. et Burr, B. 1991. A field guide to freshwater fishes of North America north of Mexico. Houghton Mifflin Company, Boston. 432 p.

Penaz, M., Wohlgemuth, E., Hamackova, J., Kouril, J. 1981. Early ontogeny of the Tench, *Tinca tinca* 1. Embryonic period. Folla Zoologica. 30: 165-176.

Pérez, J., Alfonsi., C., Nirchio., M., Muñoz, C. et Gómez, J. 2003. The introduction of exotic species in aquaculture: a solution or part of the problem? Interciencia 28(4): 234-238.

Perez-Regadera, J., Gallardo, J., Ceballos, E. et Garcia, J. 1994. Model development for the determination of final preferenda in freshwater species application in Tench (*Tinca tinca* L.). Pol. Arch. Hydrobiol. 42: 27-34.

Perrow, M., Jowitt, A. et Johnson, S. 2005. Factors affecting the habitat selection of Tench in a shallow eutrophic lake. J. Fish Biol. 48(5): 859–870.

Rendon, P., Gallardo, J., Ceballos, E., Regardera, J. et Garcia, J.2003. Determination of substrate preferences of Tench, *Tinca tinca* (L.), under controlled experimental conditions. J. Appl. Ichthyol. 19: 138-141.

Rowe, D., Moore, A, Giorgetti, A., Maclean, C., Grace, P., Wadhwa, S. et Cooke, J. 2008. Review of the impacts of Gambusia, Redfin Perch, Tench, Roach, Yellowfin Goby and Streaked Goby in Australia. Rédigé pour le

compte du Australian Government Department of the Environment, Water, Heritage and the Arts. 245 p.

San Juan, J. 1995. Limiting factors in the development of natural Tench (*Tinca tinca* (L.)) populations in Spanish reservoirs. Pol. Arch. Hydrobiol. 42: 19-25.

Scholz, T. 1993. On the development of *Khawia baltica* Szidat 1942, (Cestoda; Lytocestidae), a parasite of Tench *Tinca tinca* (L.). Folia Parasitol. 40:99-103.

Scott, W.B. et Crossman, E.J. 1973. Freshwater fishes of Canada. Bulletin du Conseil consultatif de recherches sur les pêcheries et les océans 184: 1-966.

Shelton, W., Smitherman, R. et Jensen, G. 1981. Density related growth of grass carp, *Ctenopharyngodon idella* (Val.) in managed small impoundments in Alabama Journal of Fisheries Biology 18: 45-51.

Svobodova, Z. et Kolarova, J. 2004. A review of the diseases and contaminant related mortalities of Tench (*Tinca tinca* L.). Vet. Med.–Czech Republic 49: 19–34.

Vachon, N. et Dumont, P. 2002. Caractérisation des premières mentions de capture de la tanche (*Tinca tinca* L.) dans le Haut-Richelieu (Québec). Société de la faune et des parcs du Québec, Service de l'aménagement et de l'exploitation de la faune, Longueuil, Rapport technique :16-07.

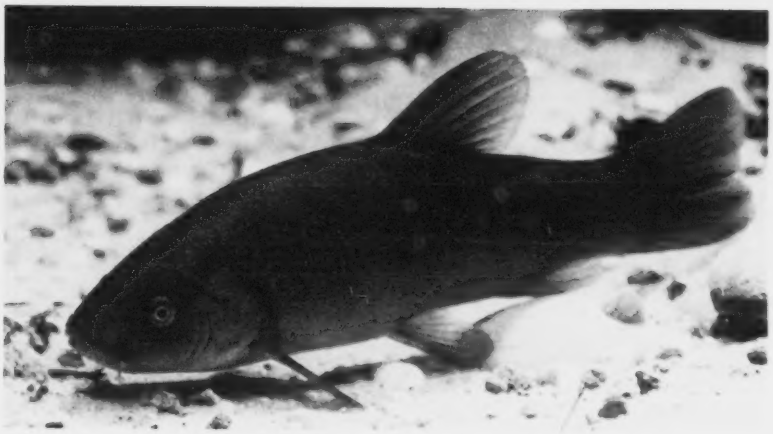
Weatherley, A. 1959. Some Features of the Biology of the Tench *Tinca tinca* (Linnaeus) in Tasmania. J. Anim. Ecol. Vol. 28(1): 73-87.

Williams, A.E., Moss, B. et Eaton, J. 2002. Fish induced macrophyte loss in shallow lakes: top-down and bottom-up processes in mesocosm experiments. Freshwater Biol. 47: 2216-2232.

Wolter, C., Minow, J., Vilcinskas, A. et Grosch, U. 2000. Long term effects of human influence on fish community structure and fisheries in Berlin waters: an urban water system. Fish. Manage. Ecol. 7: 97-104.

Wright, R. et Giles, N. 1991. The population biology of Tench *Tinca tinca* (L) in two gravel pit lakes. J Fish Biol. 38: 17-28.

a)



b)

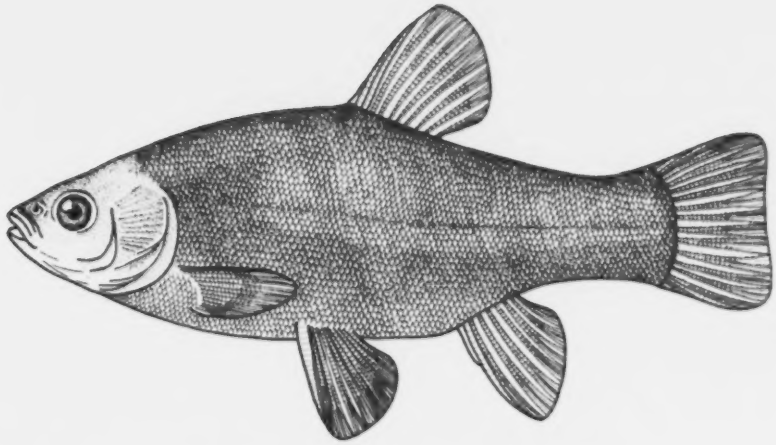


Figure 1. Tanche (*Tinca tinca*).

a) photographie d'un spécimen vivant (tous droits réservés : Steffen Zienert; Froese et Pauly, 2010); b) dessin pointillé (tous droits réservés : Brian W. Coad; Coad, 2010)

Tableau 1. Caractéristiques morphologiques des juvéniles d'espèces hybrides (tanche x carpe commune) et parentales. Tous les paramètres dans les rangées sont différents sur le plan statistique ($p<0,05$) (Mamcarz *et al.*, 2006).

Caractéristiques	**Hybrides**	**Tanche**	**Carpe commune**
Rayons mous dans la nageoire dorsale	14,7±0,4	8,5±0,1	20,2±0,3
Rayons mous dans la nageoire anale	11,2±0,9	7,3±0,3	15,2±0,8
Écailles dans la ligne latérale	73,3±5,9	103,1±2,3	36,3±1,2
Écailles sur la ligne latérale	19,8±0,9	31,4±1,2	5,8±0,2
Écailles sous la ligne latérale	14,9±1,1	22,6±0,6	5,6±0,1

Tableau 2. Caractéristiques morphologiques des juvéniles d'espèces hybrides (tanche x brème) et parentales. Tous les paramètres dans les rangées sont différents sur le plan statistique ($p<0,05$) (Mamcarz *et al.*, 2006).

Caractéristiques	Hybrides	Tanche	Carpe commune
Rayons mous dans la nageoire dorsale	8,8±0,1	8,5±0,1	9,1±0,1
Rayons mous dans la nageoire anale	17,1±1,4	7,3±0,3	25,2±1,2
Écailles dans la ligne latérale	81,3±3,5	103,1±2,3	53,2±1,3
Écailles sur la ligne latérale	24,2±1,3	31,4±1,2	13,1±0,3
Écailles sous la ligne latérale	16,8±1,2	22,6±0,6	7,3±0,4

Tableau 3. Longueurs des tanches de la rivière Coal et du lac Tiberias, en Tasmanie (Weatherley, 1959).

Âge à la capture	1 +	2+	3+	4+	5+	6+	7+	8+	9+
Rivière Coal									
Nombre de poissons	0	2	24	52	59	76	34	10	6
Longueur moyenne (cm)	-	7,0	11,5	16,3	20,5	23,3	25,7	29,1	29,6
Lac Tiberias									
Nombre de poissons	26	34	51	75	52	15	2	3	0
Longueur moyenne (cm)	3,9	6,9	9,3	11,5	13,4	14,8	20,7	26,5	-

Tableau 4. Contenu stomacal de tanches provenant du lac Tiberias, en Tasmanie. Les valeurs indiquées sont des pourcentages du nombre total de poissons qui contenaient des proies (Weatherley, 1959).

Groupes de poissons	**A**	**B**	**C**	**D**	**E**	**F**	**G**	**H**
Longueur (cm)	2,3-3,0	3,1-4,0	4,1-5,0	5,1-6,0	6,1-8,0	8,1-10,0	10,1-20,0	20,0+
Nombre de poissons	34	35	25	10	14	12	10	2
Proies								
Copépodes	85	83	64	70	86	42	40	50
Cladocères	94	86	80	70	86	75	70	0
Amphipodes	44	74	88	90	79	42	60	50
Ostracodes	0	6	28	40	29	33	40	50
Chironomidés	26	37	36	20	50	33	30	50
Odonates	0	0	0	0	7	42	50	100
Ephéméroptères	0	0	0	0	14	50	60	0
Hémiptères	0	0	0	0	2	8	10	0
Hydracarines	9	23	0	20	14	8	10	0
Oligochètes	0	0	0	10	21	0	0	0
Mollusques	0	0	0	0	7	8	10	50
Algues	68	46	48	50	50	25	30	0